J. Basic Appl. Sci. Vol. 25, I (1) June 2026. Ar. 19-27
مجلة العلوم الأساسية والتطبيقية
Journal of Basic and Applied Sciences
https://ba.lafsrj.ly/
الهيئة الليبية للبحث العلمي
Libyan Authority for Scientific Research

مراجعة لكفاءة الكلور في تعطيل الكائنات الدقيقة الممرضة في المياه

محمد عبد الجواد*، أسامة الزقنى، محمد الزياني

الهيئة الليبية لبحث العلمي – طرابلس - ليبيا

سجل المقال:
أستلم: 2025/10/25م
قبل للنشر: 2025/11/10م

الكلمات المفتاحية:
التطهير.
الكائنات الحية الدقيقة.
الجياردیا.
الكريبتوسبوريديوم.
جودة مياه الشرب.

الملخص: يُعد الكلور من أكثر المطهرات استخدامًا في معالجة مياه الشرب، نظرًا لفعاليته في الحد من التلوث الميكروبي وانخفاض تكلفته وسهولة تطبيقه. تهدف هذه الدراسة إلى استعراض وتقييم كفاءة الكلور في تطهير المياه من الكائنات الحية الدقيقة الممرضة، بما في ذلك البكتيريا والفيروسات والأوالي وبيوض الديدان الطفيلية، مع مناقشة العوامل المؤثرة في فعاليته، ولا سيما تركيز الكلور الحر المتبقي، وزمن التلامس، ودرجة الحرارة، والرقم الهيدروجيني(*pH*) ، ووجود المواد العضوية. وتناولت الدراسة كذلك أهمية حاصل التركيز وزمن التلامس (*CT*) في تقدير متطلبات التطهير ومقارنة استجابة الكائنات الممرضة للكلور. أظهرت الدراسات المستعرضة تفاوتًا واضحًا في حساسية الكائنات الدقيقة للكلور؛ إذ يُعد فعالًا ضد معظم الأشكال الخضرية للبكتيريا والعديد من الفيروسات عند توافر ظروف تطهير مناسبة، بينما تختلف مقاومة الأوالي باختلاف أنواعها وأطوارها الحيوية. وتُظهر أكياس الجياردیا قابلية للتثبيط بالكلور، مع زيادة متطلبات التطهير عند انخفاض درجة الحرارة وارتفاع قيمة *pH* ، في حين تتميز حويصلات الكريبتوسبوريديوم بمقاومة عالية تحد من فعالية الكلورة التقليدية. كما أن بيوض الديدان الطفيلية، وخاصة بيوض الإسكارس، لا يُعتمد على الكلورة التقليدية وحدها لضمان تعطيلها أو إزالتها. وتؤكد الدراسة أن فعالية الكلور تتأثر بظروف المياه؛ إذ تزداد عمومًا مع ارتفاع درجة الحرارة وانخفاض قيمة *pH* ، بينما قد يؤدي وجود المواد العضوية والعكارة إلى تقليل الكلور المتاح وفاعلية التطهير. وتخلص الدراسة إلى ضرورة دمج الكلورة ضمن منظومة معالجة متعددة الحواجز تشمل عمليات التخثير والترويق والترشيح، واستخدام تقنيات تطهير مكملة، مثل الأشعة فوق البنفسجية والأوزون عند الحاجة، لضمان الحد من مخاطر الملوثات الميكروبية وتحسين مأمونية المياه.

A Review of the Effectiveness of Chlorine in Inactivating Pathogenic Microorganisms in Water

Mohamed Abduljawad * Usama Ezzegni, Mohamed Al-Zayani

Libyan Authority for Scientific Research – Tripoli, Libya

Keywords:
Chlorine;
Disinfection;
Microorganisms;
Giardia;
Cryptosporidium;
Drinking water quality

Abstract: Chlorine is one of the most widely used disinfectants in drinking water treatment because of its effectiveness in controlling microbial contamination, relatively low cost, and ease of application. This study reviews and evaluates the disinfection efficiency of chlorine against pathogenic microorganisms in water, including bacteria, viruses, protozoa, and helminth eggs. It also examines the major factors affecting chlorine efficacy, particularly free chlorine residual, contact time, temperature, pH, and the presence of organic matter. The concept of concentration-time (CT) is discussed as an important indicator for estimating disinfection requirements and comparing the responses of different pathogens to chlorine. The reviewed studies demonstrate considerable variation in chlorine susceptibility among microorganisms. Chlorine is generally effective against most vegetative bacteria and many viruses under appropriate disinfection conditions, whereas protozoan resistance varies considerably according to species and life-cycle

* الهيئة الليبية لبحث العلمي – طرابلس – ليبيا abduljawad208@gmail.com

The Author(s) 2026. Open Access. This article is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License (CC BY). http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/

stage. Giardia cysts can be inactivated by chlorine, although the required CT values increase at lower temperatures and higher pH levels. In contrast, Cryptosporidium oocysts exhibit high resistance, which limits the effectiveness of conventional chlorination. Helminth eggs, particularly those of Ascaris, should not be considered reliably controlled by conventional chlorination alone. The review also highlights the influence of water quality on disinfection performance: chlorine efficacy generally increases with higher temperatures and lower pH, while organic matter and turbidity may reduce the available chlorine residual and impair disinfection. The study concludes that chlorination should be incorporated into a multi-barrier water treatment approach involving coagulation, clarification, and filtration, together with complementary disinfection technologies, such as ultraviolet radiation and ozone where necessary, to reduce microbial risks and improve water safety.

1. المقدمة:

تُعد حماية مصادر المياه من التلوث من القضايا ذات الأهمية البالغة، إذ يُفضل دائمًا الوقاية من التلوث على معالجته بعد حدوثه. غير أن منع تلوث هذه المصادر قد يكون صعبًا في كثير من الحالات نتيجةً للترسبات التي تُحدث تلوثات كيميائية وبيولوجية. ويشمل التلوث البيولوجي لمصادر المياه مجموعة واسعة من البكتيريا والفيروسات والديدان والبروتوزوا وغيرها من الكائنات الممرضة التي يكون مصدرها غالبًا فضلات الإنسان والحيوان. وللحد من هذه الملوثات، تتطلب معالجة المياه سلسلة من العمليات الفيزيائية والكيميائية المتكاملة، تهدف إلى تقليل انتشار الكائنات الدقيقة والقضاء عليها. وتشمل هذه العمليات: التخثير، والترسيب، والترشيح، والتطهير، حيث يُعد التطهير آخر مراحل المعالجة ويُعتمد فيه على تدمير الكائنات الحية الدقيقة الممرضة باستخدام مواد كيميائية مثل الكلور الحر (حمض الهيبوكلوروس وأيون الهيبوكلورايت)، والكلورامين، والأوزون، وثاني أكسيد الكلور. تختلف هذه المواد في خصائصها من حيث الفعالية والتكلفة والاستقرار وسهولة الاستخدام وطبيعة النواتج الثانوية الناتجة عنها.

تهدف هذه الدراسة إلى استعراض فاعلية الكلور في تثبيط نشاط الكائنات الدقيقة الممرضة في المياه، والتي تُصنف عادة إلى ثلاث مجموعات رئيسة: البكتيريا، والفيروسات، والبروتوزوا. فالبكتيريا كائنات دقيقة وحيدة الخلية، تُصنّف حسب أشكالها إلى أربع مجموعات: مكورات، عصيات، عصيات منحنية، ولولبيات. أما الفيروسات فهي كائنات دقيقة تتكوّن من مادة وراثية (DNA) أو (RNA) محاطة بغلاف بروتيني واقٍ، ولا تستطيع القيام بالأنشطة الأيضية إلا داخل خلايا العائل. بينما تُعد البروتوزوا كائنات دقيقة ذات خلية واحدة تمتلك نواة وليس لها جدار خلوي، وتتغذى على البكتيريا، وقد تكون حرة المعيشة أو طفيلية. ويوضح الجدول (1) مقارنة بين أهم خصائص الكائنات الحية الدقيقة الممرضة المتوقع تواجدها في المياه.

الجدول (1): بعض الخصائص العامة للكائنات الحية الدقيقة الممرضة الموجودة في المياه [1].

الكائنات الحية الدقيقة	الحجم التقريبي (ميكرومتر)	المصادر الشائعة	مقاومة التطهير بالكلور
البكتيريا	10 - 0.1	فضلات الإنسان والحيوانات، ومياه الصرف الصحي، والتربة والمياه الملوثة	تختلف باختلاف النوع والشكل الحيوي؛ فالأشكال الخضرية لمعظم البكتيريا حساسة نسبيًا للكلور، بينما تكون الأبواغ وبعض الأنواع أكثر مقاومة
الفيروسات	0.3-0.02	فضلات الإنسان والحيوانات ومياه الصرف الصحي والمياه والأغذية الملوثة	تختلف باختلاف نوع الفيروس والظروف التشغيلية؛ وقد تُظهر بعض الفيروسات مقاومة ملحوظة للكلور
البروتوزوا (الأوالي)	20-1 تقريبًا	فضلات الإنسان والحيوانات، والمياه والأغذية الملوثة	تختلف باختلاف النوع والطور الحيوي؛ وتُظهر الأكياس والحويصلات البيضية مقاومة مرتفعة، خاصةً حويصلات الكريبتوسبوريديوم

بيوض الديدان الطفيلية	20-100 تقريبًا	فضلات الإنسان والحيوانات، ومياه الصرف الصحي والتربة والمياه والأغذية الملوثة	مقاومة مرتفعة نسبيًا للكلورة التقليدية، وقد تتطلب السيطرة عليها عمليات معالجة وإزالة متخصصة

ملاحظة :الأحجام المذكورة تقريبية، وقد تختلف باختلاف النوع والطور الحيوي. وتشير الإزالة إلى الانخفاض الفيزيائي في أعداد الكائنات الدقيقة نتيجة عمليات المعالجة، ولا تعني بالضرورة موتها أو فقدان قدرتها على إحداث العدوى. كما أن كفاءة الإزالة ومقاومة الكلور تتأثران بنوع الكائن الدقيق وخصائص المياه وظروف التشغيل.

1.1 الخصائص المثالية للمادة المطهرة:

توجد مجموعة من الخصائص التي يجب مراعاتها عند اختيار المادة المطهّرة المناسبة لمعالجة المياه الملوثة بالكائنات الممرضة، من أهمها أن تكون المادة آمنة على صحة الإنسان والبيئة، وأن تمتلك قدرة عالية على اختراق جدران الكائنات الدقيقة وتدميرها تحت الظروف الاعتيادية. كما يجب أن تبقى فعالة ضمن نطاق درجات الحرارة المعتادة وأن توفر حماية مستمرة ضد إعادة التلوث، مع سهولة تحديد تركيزها ومتابعته. كذلك ينبغي ألا تنتج عنها مخلفات سامة أو نواتج جانبية مسرطنة (DBPs) وأن تكون متوفرة بتكلفة تشغيل وصيانة معقولة، وآمنة أثناء النقل والتخزين والتداول .

وبالنظر إلى هذه الخصائص، يتضح أن الكلور يُعد من أكثر المواد المطهّرة ملاءمة، على الرغم من إمكانية تكوينه لبعض النواتج الثانوية في ظروف معينة.

1.2 تفاعلات الكلور في الماء (Chlorine Chemistry)

يُعد الكلور (Cl_2) من أكثر المواد المطهّرة استخدامًا في معالجة مياه الشرب نظرًا لفعاليته العالية في القضاء على الكائنات الدقيقة وسهولة استخدامه وتوفّره. ويُستخدم الكلور عادة في صورته الغازية أو السائلة، إذ يتميز في حالته الغازية بلون أصفر مائل إلى الخضرة، وهو أثقل من الهواء بحوالي 2.48 مرة، بينما يكون في حالته السائلة ذا لون عنبري أثقل من الماء بنحو 1.44 مرة. عند إضافة الكلور إلى الماء، تحدث سلسلتان من التفاعلات الكيميائية الأساسيتين :التحلل المائي (Hydrolysis) والتأين (Ionization).

في تفاعل التحلل المائي، يتفاعل الكلور مع الماء مكوّنًا حمض الهيبوكلوروس (HOCl) وفق المعادلة التالية:

$$Cl_2 + H_2O \rightleftharpoons HOCl + H^+ + Cl^- \quad (1)$$

يُعد حمض الهيبوكلوروس حمضًا ضعيفًا، ولذلك فإنه يتأين جزئيًا إلى أيون الهيبوكلورايت (OCl^-) كما يلي:

$$HOCl \rightleftharpoons H^+ + OCl^- \quad (2)$$

ويُطلق على مجموع كلٍّ من (HOCl) و (OCl^-) في الماء اسم الكلور الحر المتاح.(Free Available Chlorine) وتُعد نسبة وجود هذين الشكلين في الماء ذات أهمية كبيرة، إذ إن كفاءة التطهير تعتمد بشكل أساسي على النسبة بينهما، والتي تتأثر مباشرةً بدرجة الأس الهيدروجيني ((pH. فعند pH = 6.5 يكون نحو 90%من الكلور الحر على هيئة حمض الهيبوكلوروس (HOCl) ، بينما عند pH = 7.5 تكون النسبة متقاربة بين الشكلين، وعند pH > 9 يسود الشكل الأيوني(OCl^-). وتُشير الدراسات إلى أن حمض الهيبوكلوروس (HOCl) أكثر فعالية في تثبيط نشاط البكتيريا من أيون الهيبوكلورايت (OCl^-)بنحو 70إلى 80 مرة [2].

يمكن أيضًا توفير الكلور الحر المتاح بإضافة أملاح الهيبوكلوريت، مثل هيبوكلوريت الكالسيوم وهيبوكلوريت الصوديوم، والتي تتحلل في الماء مكوّنة حمض الهيبوكلوروس طبقًا للمعادلات التالية:

$$Ca(OCl)_2 + 2H_2O \longrightarrow 2HOCl + Ca(OH)_2 \quad (3)$$

$$NaOCl + H_2O \longrightarrow HOCl + NaOH \quad (4)$$

1.3. آلية تثبيط الكلور لنشاط الكائنات الحية الدقيقة:

يُعدُّ التثبيط بالكلور سريعًا ولا يسمح بتكاثر البكتيريا؛ إذ تسبب الكلورة انخفاضًا فوريًا في الأكسجين ينعكس سلبًا على تنفّس الخلايا البكتيرية [3]. كما يتلف الكلور غشاء جدار الخلية ويزيد من نفاذيته، ويقلّل من مستويات تركيب الحمض النووي(DNA) في البكتيريا. وتشير الدراسات إلى أن حمض

الهيبوكلوروس (HOCl) يمتلك قدرة أعلى على اختراق الخلايا مقارنةً بالهيبوكلورايت(OCl^-) ، مما يفسر الفعالية العالية للكلورة تحت ظروف معينة [4]. وبصفة عامة يمكن حصر آليات تثبيط الكلور للكائنات الدقيقة الممرضة في النقاط التالية:

- تدمير أو إضعاف نظام بناء الخلية بمهاجمة مكونات الخلية مثل جدار الخلية أو إضعاف وظائف الأغشية شبه النفاذة.
- التداخل في التمثيل الغذائي المنتج للطاقة عبر تعطيل حملات الإنزيمات وتغيير مجموعاتها، مما يجعلها غير فعالة.
- التداخل في البناء البيولوجي والنمو ومنع تركيب البروتينات الطبيعية، والأحماض الأمينية، والأنزيمات المساعدة، وجدار الخلية.[1]

1.4. العوامل التي تؤثر على فعالية تثبيط الكلور:

تتعدد العوامل المؤثرة في فعالية الكلور، ومن أهمها درجة حرارة المياه، الرقم الهيدروجيني (pH) ، تركيز الكلور المتبقي، زمن التلامس، العكورة، والخلط وتداخل المواد العضوية. مثلاً:

- **الأس الهيدروجيني :(pH)** تتأثر كفاءة التطهير بتغيرpH ؛ فمثلاً تثبيط نشاط الفيروسات يحتاج إلى وقت تلامس أطول بنسبة 50% عند pH = 7مقارنةً بـpH = 6 ، كما أن رفع pH من 7 إلى 8.8 - 9 قد يتطلب زيادة زمن التلامس بما يصل إلى ستة أضعاف لتحقيق نفس مستوى التثبيط [5]. ومع أنّ معظم الدراسات تشير إلى تناقص الفاعلية بارتفاعpH ، إلّا أن دراسات أُخرى رصدت نتائج معاكسة لبعض الفيروسات [6]. نتائج الأبحاث تُوضِّح أن التفاعل بين pH وتوزيع $HOCl/OCl^-$ هو العامل الحاسم في تحديد الفاعلية.[7]
- **درجة الحرارة** :يزداد نشاط الكلور بارتفاع درجة الحرارة، ويقل بانخفاضها؛ فعند انخفاض درجة حرارة الماء بمقدار 10 °م يلزم غالبًا مضاعفة أو تضاعف زمن التلامس 2–3 مرات للحصول على نفس مستوى التثبيط [8] .
- زمن التلامس وتركيز الكلور :يُستخدم حاصل ضرب تركيز الكلور الحر المتبقي في زمن التلامس، ويُعرف باسم قيمةCT ، بوصفه مؤشرًا تشغيليًا لتقييم ظروف التعرض للمطهر. ويُحسب وفق العلاقة ($CT = C \times T$)، حيث يمثل C تركيز الكلور الحر المتبقي (ملغم/لتر)، ويمثل T زمن التلامس (دقيقة). وتُستخدم قيم CT في تقييم متطلبات التطهير، مع مراعاة أن مستوى التثبيط الناتج يتأثر أيضًا بنوع الكائن الدقيق وخصائص المياه والظروف التشغيلية [[9.

2. تأثير الكلور على البكتيريا:

يُعدّ الكلور من أكثر المطهرات استخدامًا وفاعلية في معالجة مياه الشرب والحد من التلوث البكتيري، إذ يعمل على إحداث تغيرات كيميائية في مكونات الخلايا البكتيرية، بما في ذلك البروتينات والإنزيمات ومكونات الأغشية الخلوية، مما يؤدي إلى اضطراب عدد من الوظائف الحيوية، مثل التنفس الخلوي والنقل عبر الأغشية والتمثيل الغذائي، وقد ينتهي الأمر بتثبيط نشاط الخلية أو موتها. وتعتمد كفاءة التطهير بالكلور على عدة عوامل، من أهمها تركيز الكلور الحر المتبقي وزمن التلامس، بالإضافة إلى الرقم الهيدروجيني (pH) ودرجة الحرارة، لما لهما من تأثير في توزيع أشكال الكلور النشطة، ولا سيما حمض الهيبوكلوروس (HOCl) وأيون الهيبوكلورايت (OCl^-) [10، 11].

وتشير الدراسات إلى وجود اختلاف في مقاومة أنواع البكتيريا للكلور؛ إذ أظهرت بعض النتائج أن البكتيريا غير ذاتية التغذية (Heterotrophic bacteria) الموجودة في مياه الشرب قد تكون أكثر مقاومة للتطهير بالكلور مقارنةً ببكتيريا الإشريكية القولونية (Escherichia coli) المزروعة مخبريًا. كما تتميز بعض الكائنات الدقيقة بقدرة أعلى على مقاومة الكلورة، ومن بينها البكتيريا المكوّنة للأبواغ، مثل أنواع Bacillus وClostridium، عندما تكون في طور الأبواغ، إضافةً إلى البكتيريا الحمضية السريعة (Acid-fast bacteria)، مثل Mycobacterium وNocardia [11].

كما أظهرت دراسة Norton and LeChevallier (2000)، التي تناولت التغيرات في المجتمعات البكتيرية خلال معالجة مياه الشرب وتوزيعها، أن معظم البكتيريا التي بقيت بعد المعالجة بالكلور كانت إيجابية لصبغة جرام (Gram-positive) أو حمضية السريعة (Acid-fast). وقد أشار الباحثان إلى أن سماكة الجدار الخلوي للبكتيريا الإيجابية لصبغة جرام قد تسهم في قدرتها على البقاء في بعض ظروف المعالجة بالكلور، مقارنةً بالبكتيريا السلبية لصبغة جرام (Gram-negative) [12].

وإلى جانب خصائص الكائنات الدقيقة نفسها، تؤثر الخصائص الكيميائية للمياه في كفاءة التطهير؛ إذ يمكن أن تتفاعل المواد العضوية الطبيعية (Natural Organic Matter, NOM) مع الكلور وتستهلك جزءًا من تركيزه المضاف، مما يؤدي إلى انخفاض الكلور الحر المتبقي والمتاح للتفاعل مع الكائنات الدقيقة. لذلك تُعد إزالة المواد العضوية وتقليل الطلب على الكلور قبل مرحلة التطهير من الإجراءات المهمة لتحسين كفاءة المعالجة وضمان استمرار وجود تركيز مناسب من الكلور الحر المتبقي [10، 13].

وتوضح البيانات التي عرضها LeChevallier and Au (2004)، استنادًا إلى دراسة LeChevallier et al. (1988)، الاختلاف الكبير في كفاءة الشكلين الرئيسيين للكلور الحر، حمض الهيبوكلوروس (HOCl) وأيون الهيبوكلورايت (OCl^-)، في تثبيط البكتيريا. ففي الأنظمة الخالية من الطلب على المؤكسدات، وعند تحقيق خفض بنسبة 99%، بلغت قيمة CT اللازمة لتثبيط بكتيريا *Escherichia coli* نحو 0.04 ملغم·دقيقة/لتر باستخدام حمض الهيبوكلوروس، مقارنةً بنحو 0.92 ملغم·دقيقة/لتر باستخدام أيون الهيبوكلورايت. كما أظهرت البيانات اتجاهًا مشابهًا بالنسبة إلى البكتيريا غير ذاتية التغذية (Heterotrophic bacteria)، حيث بلغت قيمة CT نحو 0.08 ± 0.02 ملغم·دقيقة/لتر لحمض الهيبوكلوروس، مقابل 3.3 ± 1.0 ملغم·دقيقة/لتر لأيون الهيبوكلورايت [11، 14].

وتشير هذه النتائج إلى أن حمض الهيبوكلوروس يتمتع بفاعلية أعلى في تثبيط البكتيريا مقارنةً بأيون الهيبوكلورايت، وهو ما يتفق مع الاختلاف في القدرة التطهيرية بين الشكلين الكيميائيين للكلور الحر. ومع ذلك، ينبغي تفسير هذه القيم مع مراعاة اختلاف ظروف التجارب؛ إذ لم تُقَس جميع النتائج عند قيم متماثلة من الرقم الهيدروجيني ودرجة الحرارة، كما أُجريت التجارب في أنظمة خالية من الطلب على المؤكسدات، ولذلك لا تمثل هذه القيم بالضرورة متطلبات التطهير في المياه الطبيعية أو مياه الشرب ذات المكونات المتنوعة [11، 14].

3. تأثير الكلور على الفيروسات:

تُظهر الفيروسات تفاوتًا ملحوظًا في مقاومتها للتطهير بالكلور، إذ تعتمد فعالية الكلور على نوع الفيروس، وتركيز الكلور الحر المتبقي، ودرجة الحموضة (pH)، ودرجة الحرارة، وزمن التلامس. وقد أجرى Liu et al. (1971) دراسة شملت عشرين سلالة من الفيروسات المعوية البشرية، بهدف مقارنة مقاومتها للكلور الحر في مياه نهر بوتوماك المعالجة جزئيًا بالتخثير والترشيح. وأُجريت التجارب عند تركيز كلور حر قدره 0.5 ملغم/لتر، ودرجة حموضة 7.8، ودرجة حرارة 2°م. وأظهرت النتائج اختلافًا واضحًا في حساسية الفيروسات؛ إذ كان فيروس الريو من النوع الأول (Reovirus type 1) الأكثر حساسية، حيث تحقق خفض بمقدار 4 لوغاريتمات (99.99%) خلال 2.7 دقيقة، بما يعادل قيمة CT تقارب 1.4 ملغم·دقيقة/لتر. وفي المقابل، أظهرت بعض الفيروسات مقاومة أعلى؛ فقد احتاج فيروس شلل الأطفال من النوع الثاني(Poliovirus 2) ، وفقًا للاستقراء الحركي للبيانات، إلى نحو 40 دقيقة لتحقيق مستوى التثبيط نفسه، بينما أظهرت النتائج التجريبية الفعلية مقاومة أعلى لفيروس Echovirus 12، إذ تطلب أكثر من 60 دقيقة لتحقيق خفض قدره 99.99%. وبوجه عام، تراوحت قيم CT المقدرة لتحقيق هذا المستوى من التثبيط بين نحو 1.4 وأكثر من 30 ملغم·دقيقة/لتر، تبعًا لنوع الفيروس .[16]

وفي دراسة أخرى أوردتها الجمعية الأمريكية لأعمال المياه(AWWA, 1979) ، جرى اختبار عشرين سلالة فيروسية باستخدام الكلور الحر بتركيز 0.4 ملغم/لتر، عند درجة حموضة 7 ودرجة حرارة 5°م، وبأزمنة تلامس بلغت 10 و100 و1000 دقيقة. وأظهرت النتائج تفاوتًا في مستويات التثبيط بين السلالات المختبرة؛ فعند زمن تلامس قدره 10 دقائق (CT = 4 ملغم·دقيقة/لتر)، حققت سلالتان من فيروس شلل الأطفال خفضًا بنسبة 99.99%. وعند زيادة زمن التلامس إلى 100 دقيقة (CT = 40 ملغم·دقيقة/لتر)، ارتفع العدد إلى ست سلالات من الفيروس نفسه. أما عند زمن تلامس بلغ 1000 دقيقة (CT = 400 ملغم·دقيقة/لتر)، فقد تحقق المستوى ذاته في 12 سلالة من أصل 20، شملت 11 سلالة من فيروس شلل الأطفال وسلالة واحدة من فيروس كوكساكي. وتوضح هذه النتائج التباين الكبير في مقاومة الفيروسات للكلور، حتى عند استخدام ظروف تطهير متشابهة .[17]

وبوجه عام، تختلف حساسية الفيروسات المعوية للكلور باختلاف نوع الفيروس والظروف التجريبية والتشغيلية، ولذلك لا يمكن اعتماد قيمة CT واحدة بوصفها مناسبة لجميع الفيروسات. كما أن قيم CT المستخدمة في الإرشادات التنظيمية قد تُبنى على بيانات فيروس مستهدف أو أكثر مقاومة، مع تطبيق عوامل أمان لضمان مستوى الحماية المطلوب؛ ومن ثم ينبغي تفسير هذه القيم في ضوء الفيروس الذي استُخدمت بياناته في اشتقاقها، ومستوى الخفض الميكروبي المستهدف [18,20].

كما تؤثر الخصائص الفيزيائية والكيميائية للمياه في كفاءة تثبيط الفيروسات بالكلور. فقد ترتبط بعض الفيروسات بالجسيمات العالقة أو تتجمع معها، مما قد يوفر لها قدرًا من الحماية ويحد من وصول المطهر إليها. كذلك يمكن أن تؤدي زيادة العكارة إلى استهلاك جزء من الكلور المتاح، وبالتالي تقليل فعالية عملية التطهير. ولهذا تُعد إزالة الجسيمات العالقة وخفض العكارة والمواد العضوية قبل مرحلة التطهير من الإجراءات المهمة لتحسين كفاءة المعالجة.[19,20]

وتتأثر فعالية الكلور الحر أيضًا بدرجة الحموضة ودرجة الحرارة؛ إذ تنخفض فعاليته في تثبيط الفيروسات عمومًا عند ارتفاع قيمةpH ، نتيجة انخفاض نسبة حمض الهيبوكلوروس(HOCl) ، الأكثر فاعلية في التطهير، مقارنةً بأيون الهيبوكلوريت (OCl^-). وقد أشار دليل Health Canada (2019)، استنادًا إلى بيانات وكالة حماية البيئة الأمريكية، إلى أن رفع قيمة pH من 6 إلى 10 قد يؤدي إلى انخفاض فعالية تثبيط الفيروسات بالكلور الحر بمقدار يتراوح بين 8 و10 أضعاف. كذلك تنخفض سرعة التثبيط مع انخفاض درجة حرارة المياه؛ كذلك تنخفض سرعة التثبيط مع انخفاض درجة حرارة المياه، مما يؤدي إلى زيادة زمن التلامس اللازم لتحقيق مستوى التثبيط نفسه، وقد أظهرت البيانات المنشورة اختلافًا في متطلبات CT تبعًا لدرجة الحرارة ونطاق الرقم الهيدروجيني(pH) ، [18,19].

وفي هذا السياق، أورد White (1999) ، كما نقله LeChevallier and Au (2004) ، بيانات توضح تأثير كل من درجة الحموضة ودرجة الحرارة في متطلبات التطهير بالكلور لتحقيق خفض يتجاوز 99% من الفيروسات. فعند درجات حرارة تتراوح بين 0 و5°م، ارتفعت قيم CT المطلوبة تدريجيًا من نحو 12 إلى 35 ملغم·دقيقة/لتر مع زيادة قيمة pH من النطاق 7.0–7.5 إلى النطاق 8.5–9.0. وفي المقابل، كانت القيم أقل عند درجة حرارة 10°م، إذ تراوحت بين 8 و22 ملغم·دقيقة/لتر ضمن نطاقات الحموضة نفسها. وتعكس هذه النتائج زيادة متطلبات التطهير عند ارتفاع قيمة pH وانخفاض درجة الحرارة، وهو ما يتفق مع التأثير المعروف لهذين العاملين في كفاءة الكلور الحر. ومع ذلك، ينبغي التعامل مع هذه القيم باعتبارها بيانات إرشادية مستندة إلى تفسير محافظ لنتائج تثبيط فيروس كوكساكي A2 ، وليس باعتبارها متطلبات ثابتة أو قابلة للتعميم على جميع أنواع الفيروسات[11,18]

ومن ثم، فإن التحكم في جودة المياه قبل التطهير، ومراقبة تركيز الكلور الحر المتبقي وزمن التلامس ودرجة الحموضة ودرجة الحرارة، تمثل عوامل أساسية لضمان كفاءة عملية التطهير[18,19,20 .

4. تأثير الكلور على البروتوزوا (الأوالي)

تختلف حساسية الأوليات (Protozoa) للتطهير بالكلور باختلاف النوع والشكل الحيوي للكائن الدقيق، فضلًا عن ظروف معالجة المياه، مثل تركيز الكلور الحر المتبقي، ودرجة الحموضة(pH) ، ودرجة الحرارة، وزمن التلامس. وتُظهر بعض الأطوار المقاومة، ولا سيما الأكياس والحويصلات البيضية، مقاومة مرتفعة للكلور مقارنةً بالأشكال الخضرية لكثير من البكتيريا، مما يجعل السيطرة عليها تتطلب عناية خاصة عند تصميم وتشغيل عمليات تطهير مياه الشرب.

4.1 الجيارديا (Giardia)

تُعد أكياس الجيارديا (Giardia cysts) من الأطوار المقاومة نسبيًا للتطهير بالكلور، ولذلك تعتمد كفاءة تثبيطها على عدة عوامل، أهمها تركيز الكلور الحر المتبقي، ودرجة الحموضة، ودرجة حرارة المياه، وزمن التلامس. وقد استُخدمت بيانات تجريبية ونماذج رياضية لتقدير متطلبات التطهير اللازمة لتحقيق مستويات مختلفة من خفض أعداد الأكياس، كما نُشرت جداول لقيم حاصل التركيز وزمن التلامس (CT) عند ظروف تشغيلية مختلفة [21-22]. ويُعبّر عن حاصل التركيز وزمن التلامس بالعلاقة الآتية:

$$CT = C \times T \qquad (5)$$

حيث تمثل (CT) حاصل ضرب تركيز الكلور الحر المتبقي في زمن التلامس، ويُعبّر عنه بوحدة (ملغم·دقيقة/لتر)، ويمثل (C) تركيز الكلور الحر المتبقي (ملغم/لتر)، بينما يمثل (t) زمن التلامس (دقيقة). ويُستخدم هذا المؤشر لتقدير متطلبات التطهير، مع مراعاة تأثره بدرجة الحموضة ودرجة الحرارة ونوع الكائن الدقيق ومستوى التثبيط المطلوب. وتفترض هذه العلاقة المبسطة ثبات تركيز الكلور خلال فترة التلامس؛ أما عند تغير التركيز بمرور الزمن، فينبغي أخذ هذا التغير في الاعتبار عند تقدير التعرض الفعلي للكلور.

وتُظهر البيانات المنشورة لقيم CT اللازمة لتثبيط أكياس الجيارديا اختلافًا واضحًا تبعًا لدرجة حرارة المياه وقيمة الرقم الهيدروجيني. فعند درجة حرارة 25°م، تراوحت قيم CT اللازمة لتحقيق خفض بمقدار 3 لوغاريتمات، أي ما يعادل تثبيط 99.9% من الأكياس، بين 37 و44 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 7، وبين 54 و65 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 8، وذلك ضمن تراكيز الكلور الحر المتبقي المختبرة، والتي تراوحت بين 1 و2.6 ملغم/لتر. وعند انخفاض درجة الحرارة إلى 10°م، ارتفعت القيم المقابلة إلى 112–131 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 7، وإلى 162–194 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 8. أما عند درجة حرارة 0.5°م، فقد ارتفعت إلى 210–252 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 7، وإلى 304–368 ملغم·دقيقة/لتر عند pH = 8 [22، 23].

وتوضح هذه النتائج أن متطلبات التطهير تزداد مع ارتفاع قيمة pH وانخفاض درجة حرارة المياه، إذ ترتفع قيم CT اللازمة لتحقيق مستوى التثبيط نفسه بصورة ملحوظة في الظروف الأقل ملاءمة لفعالية الكلور. كما تشير البيانات إلى أن مستوى التثبيط المطلوب يؤثر بدوره في قيمة CT؛ فكلما ارتفع مستوى الخفض الميكروبي المستهدف، ازدادت قيمة CT اللازمة لتحقيقه.

ومن المهم التأكيد أن قيمة CT لا تمثل زمن التلامس بحد ذاته؛ إذ يمكن تقدير زمن التلامس المطلوب عند معرفة تركيز الكلور الحر المتبقي من خلال قسمة قيمة CT على ذلك التركيز، بافتراض ثباته خلال فترة التلامس. فعلى سبيل المثال، إذا كانت قيمة CT المطلوبة 162 ملغم·دقيقة/لتر وكان تركيز الكلور الحر المتبقي 1 ملغم/لتر، فإن زمن التلامس المحسوب يساوي 162 دقيقة. أما عند تركيز متبقٍ قدره 2 ملغم/لتر، فيكون الزمن الحسابي المقابل 81 دقيقة، بافتراض ثبات التركيز في الحالتين. وتظل هذه العلاقة تقديرًا حسابيًا، إذ يعتمد التطهير الفعلي أيضًا على ظروف الخلط والتلامس وتوزيع المطهر داخل نظام المعالجة.

أما بالنسبة إلى أكياس الأنتاميبا الحالة للنسج (Entamoeba histolytica)، فقد أشار Chang (1982) إلى إمكانية تثبيطها باستخدام الكلور الحر بتركيز متبقٍ قدره 3.5 ملغم/لتر، عند درجة حموضة 7 ودرجة حرارة 25°م، وزمن تلامس قدره 10 دقائق. كما أظهرت الدراسة أن تحقيق خفض بنسبة 99.9%

يتطلب تركيزًا قدره 2 ملغم/لتر عند pH = 4 ودرجة حرارة 30°م، بينما ارتفع التركيز المطلوب إلى 12 ملغم/لتر عند pH = 10، مع ثبات زمن التلامس عند 10 دقائق [24]. وينبغي تفسير هذه النتائج في إطار الظروف التجريبية التي أُجريت فيها الدراسة، وعدم تعميمها على جميع أنواع الأوليات أو ظروف معالجة المياه.

4.2 الكريبتوسبوريديوم (Cryptosporidium)

على عكس أكياس الجيارديا، تُظهر الحويصلات البيضية للكريبتوسبوريديوم (Cryptosporidium oocysts) مقاومة عالية جدًا للتطهير بالكلور، مما يجعل الكلورة التقليدية المستخدمة في محطات معالجة مياه الشرب محدودة الفعالية في السيطرة على هذا الطفيل. وقد أشار دليل وكالة حماية البيئة الأمريكية إلى أن تأثير الكلور في حيوية حويصلات الكريبتوسبوريديوم يكون محدودًا عند الجرعات المستخدمة عادةً في معالجة مياه الشرب. واستنادًا إلى دراسة Finch et al. (1994) ، سُجلت إزالة تقارب 40% (نحو 0.2 لوغاريتم) عند كل من قيمتي CT البالغتين 30 و3600 ملغم·دقيقة/لتر. وينبغي تفسير هذه النتيجة بوصفها إزالة مسجلة في الدراسة، وعدم اعتبارها بالضرورة انخفاضًا مماثلًا في حيوية الحويصلات أو قدرتها على إحداث العدوى [25,27].

وفي دراسة أخرى، درس Gyürék et al. (1997) تثبيط حويصلات Cryptosporidium parvum باستخدام الكلور والكلورامين، عند درجتي حموضة 6 و8 ودرجة حرارة 22°م. واعتمد الباحثون على اختبار العدوى في الفئران حديثة الولادة لتقييم حيوية الحويصلات، كما استخدموا نموذجًا حركيًا لتفسير نتائج التثبيط وأخذ تحلل المطهر في الاعتبار. وتؤكد هذه الدراسة صعوبة السيطرة على هذا الطفيل بالكلورة، كما توضح أهمية تقييم فعالية المطهر بالاستناد إلى اختبارات الحيوية والعدوى، وليس إلى المؤشرات غير المباشرة وحدها.[26]

ونظرًا إلى المقاومة العالية للكريبتوسبوريديوم للكلور، يُوصى بالاعتماد على حواجز معالجة متعددة، تشمل عمليات التخثير والترويق والترشيح الفعالة لإزالة الحويصلات البيضية من المياه، إلى جانب تقنيات تطهير بديلة أو مكملة، مثل الأشعة فوق البنفسجية (UV) والأوزون، نظرًا إلى فعاليتهما في تثبيط هذا الطفيل مقارنةً بالكلورة التقليدية [27]. ويُعد الجمع بين عمليات الإزالة الفيزيائية والتطهير من الأساليب المهمة للحد من مخاطر انتقال الكريبتوسبوريديوم عبر مياه الشرب، خاصةً في ضوء قدرة حويصلاته البيضية على مقاومة المطهرات الشائعة والاستمرار في البيئة المائية[28].

5. تأثير الكلور على الديدان الطفيلية (Helminths):

تُعد بيوض الديدان الطفيلية (Helminth eggs)، ولا سيما بيوض الإسكارس (Ascaris spp.)، من الأطوار شديدة المقاومة للعديد من ظروف المعالجة والتطهير، مقارنةً بكثير من البكتيريا والفيروسات والأشكال الخضرية للأوالي. وترتبط هذه المقاومة بدرجة كبيرة بالتركيب المعقد لجدار البيضة، الذي يتكون من عدة طبقات ذات خصائص كيميائية وبنيوية مختلفة؛ تشمل طبقة خارجية رحمية غنية بالبروتينات والمواد المخاطية، وطبقة فيتيلينية ذات طبيعة دهنية بروتينية، وطبقة كيتينية بروتينية توفر الدعم والحماية الميكانيكية، إضافةً إلى طبقة دهنية داخلية تُعرف بطبقة الأسكاروسيد (Ascaroside layer). ويسهم هذا التركيب في تقليل نفاذية جدار البيضة وحماية محتوياتها من بعض العوامل البيئية والكيميائية، مما يفسر ارتفاع مقاومتها لعمليات التطهير التقليدية [29، 30].

وتشير الأدبيات المتعلقة بمعالجة مياه الصرف الصحي وإعادة استخدامها إلى أن الكلورة التقليدية لا ينبغي اعتبارها وسيلة موثوقة بمفردها لضمان تعطيل بيوض الديدان الطفيلية، وبخاصة بيوض الإسكارس. ويرتبط ذلك بقدرة جدار البيضة على توفير الحماية لمحتوياتها، الأمر الذي يجعل الاستدلال على فعالية التطهير بالاعتماد على تركيز الكلور وزمن التلامس وحدهما غير كافٍ دون وجود بيانات تجريبية مباشرة عن حيوية البيوض بعد المعالجة. ولذلك ينبغي التعامل بحذر مع استخدام الكلور بوصفه حاجزًا منفردًا للسيطرة على هذه الملوثات في مياه الصرف الصحي والمياه المخصصة لإعادة الاستخدام [29].

أما بالنسبة إلى الأشعة فوق البنفسجية (UV)، فلا تضمن هذه التقنية بالضرورة تحقيق تعطيل كامل لبيوض الإسكارس عند الجرعات المستخدمة عادةً في معالجة المياه. فقد درس Brownell and Nelson (2006) تأثير الأشعة فوق البنفسجية منخفضة الضغط في بيوض Ascaris suum، وأظهرت النتائج أن جرعة قدرها 500 جول/م² حققت خفضًا بنحو 0.44 لوغاريتم (نحو 63.7%)، في حين أدى رفع الجرعة إلى 4000 جول/م² إلى تحقيق خفض بلغ نحو 2.23 لوغاريتم (نحو 99.4%). وتوضح هذه النتائج ارتفاع مقاومة البيوض للأشعة فوق البنفسجية مقارنةً بالعديد من الكائنات الممرضة الأخرى، كما تشير إلى أن الطبقات الخارجية لجدار البيضة تسهم في حمايتها من تأثير الإشعاع [31].

وبناءً على ذلك، لا يُوصى بالاعتماد على الكلورة التقليدية وحدها للسيطرة على بيوض الديدان الطفيلية في مياه الصرف الصحي أو المياه المخصصة لإعادة الاستخدام. وتُعد عمليات الإزالة الفيزيائية، مثل الترسيب والترشيح، إلى جانب عمليات التخثير والتلبيد عند ملاءمتها، من الحواجز المهمة لخفض أعداد هذه البيوض قبل مراحل التطهير اللاحقة. كما ينبغي الاهتمام بمعالجة الحمأة الناتجة عن عمليات المعالجة، نظرًا لاحتمال احتوائها على بيوض طفيلية، بما يضمن الحد من انتقالها إلى البيئة أو المحاصيل الزراعية عند إعادة استخدام المياه المعالجة [29، 30، 32]

6. الخلاصة

تناولت هذه الدراسة مراجعة كفاءة الكلور في تطهير المياه من الكائنات الحية الدقيقة الممرضة، مع التركيز على البكتيريا والفيروسات والأوالي وبيوض الديدان الطفيلية، ومناقشة العوامل المؤثرة في فعاليته. وتُظهر المعطيات التي استعرضتها الدراسة أن الكلور يُعد مطهرًا فعالًا وشائع الاستخدام في معالجة مياه الشرب، إلا أن كفاءته تختلف باختلاف طبيعة الكائن الدقيق وخصائصه الحيوية، فضلًا عن الظروف الكيميائية والفيزيائية للمياه أثناء عملية التطهير.

وتبين أن معظم الأشكال الخضرية للبكتيريا تستجيب للتطهير بالكلور بدرجات متفاوتة، في حين قد تُظهر بعض المجموعات، مثل البكتيريا المكوّنة للأبواغ والبكتيريا الحمضية السريعة، قدرة أكبر على مقاومة الكلورة. كما أظهرت الدراسات التي تناولت الفيروسات المعوية تفاوتًا ملحوظًا في حساسيتها للكلور؛ إذ يمكن تثبيط بعض الأنواع خلال فترات تلامس قصيرة نسبيًا، بينما تتطلب أنواع أخرى قيمًا أعلى من حاصل التركيز وزمن التلامس (CT) لتحقيق مستوى التثبيط نفسه. ويؤكد ذلك عدم إمكانية اعتماد قيمة CT واحدة بوصفها معيارًا ثابتًا وملائمًا لجميع الكائنات الممرضة.

وفيما يتعلق بالأوالي، أوضحت النتائج أن أكياس الجياردیا يمكن تثبيطها بالكلور الحر، إلا أن متطلبات التطهير ترتفع بوضوح مع انخفاض درجة حرارة المياه وارتفاع قيمة الرقم الهيدروجيني .(pH) كما أظهرت الدراسات المتعلقة بالأنتاميبا الحالة للنسج إمكانية تثبيطها تحت ظروف تجريبية محددة، في حين تتميز حويصلات الكريبتوسبوريديوم بمقاومة مرتفعة جدًا للكلور، الأمر الذي يجعل الكلورة التقليدية محدودة الفاعلية في السيطرة عليها. أما بيوض الديدان الطفيلية، ولا سيما بيوض الإسكارس، فتتميز بتركيب معقد لجدارها يسهم في حمايتها من العوامل البيئية والكيميائية، ولذلك لا ينبغي الاعتماد على الكلورة التقليدية وحدها لضمان التخلص منها أو تعطيلها.

كما أكدت الدراسة أن فعالية الكلور لا تعتمد على تركيزه وزمن التلامس فحسب، بل تتأثر أيضًا بدرجة الحرارة والرقم الهيدروجيني، نتيجة تأثيرهما في سرعة التفاعلات وفي التوازن بين حمض الهيبوكلوروس (HOCl) وأيون الهيبوكلورايت(OCl^-) ، فضلًا عن تأثير العكارة والمواد العضوية الطبيعية التي قد تستهلك جزءًا من الكلور المتاح أو تحد من وصوله إلى الكائنات الدقيقة. ومن ثم، فإن التحكم في جودة المياه قبل التطهير، ومراقبة تركيز الكلور الحر المتبقي وظروف التلامس، تمثل عناصر أساسية لتحسين كفاءة عملية الكلورة.

وبناءً على ما سبق، فإن ضمان مأمونية المياه يتطلب اعتماد منظومة معالجة متعددة الحواجز، تجمع بين عمليات الإزالة الفيزيائية، مثل التخثير والترويق والترشيح، وعمليات التطهير الكيميائي أو التقنيات المكملة، مثل الأشعة فوق البنفسجية والأوزون، وفقًا لطبيعة الملوثات المستهدفة. وتبرز أهمية هذا النهج بصورة خاصة عند التعامل مع الكائنات الأكثر مقاومة للكلور، مثل الكريبتوسبوريديوم وبيوض الديدان الطفيلية. وعليه، ينبغي النظر إلى الكلورة بوصفها مرحلة أساسية ضمن منظومة متكاملة لمعالجة المياه، وليس وسيلة منفردة تضمن القضاء على جميع الكائنات الحية الدقيقة الممرضة.

7. المراجع:

[1]. منظمة الصحة العالمية. (2005). المطهرات البديلة والمؤكسدات: دليل إرشادي. المكتب الإقليمي لشرق المتوسط، عمّان، الأردن.

[2]. Culp, W., Wesner, R., Culp, G. 1986. Handbook of Public Water Systems. Van Nostrand Reinhold, New York, NY.

[3]. Haas, C.N., Engelbrecht, R.S. 1980. Physiological Alterations of Vegetative Microorganisms Resulting from Aqueous Chlorination. J. Water Pollution Control Fed. 52(7):1976–1989.

[4]. Canh, V.D., Torii, S., Singhopon, T., Katayama, H. 2023. Inactivation of Coxsackievirus B5 by Free Chlorine under Conditions Relevant to Drinking Water Treatment. J. Water Health. 21(9):1318–1324.

[5]. Culp, G.L., Culp, R.L. 1974. New Concepts in Water Purification. Van Nostrand Reinhold Company, New York, NY.

[6]. Scarpino, P. V., Berg, G., et al. (1972). A comparative study of the inactivation of viruses in water by chlorine. Water Research. https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90047-4

[7]. Zhang, M., et al. 2024. Persistence and Free Chlorine Disinfection of Human Coronaviruses and Their Surrogates in Water. Appl. Environ. Microbiol. doi:10.1128/AEM.00055-24.

[8]. Clarke, N. A., Berg, G., Kabler, P. W., & Chang, S. L. (1964). Human enteric viruses in water: Source, survival and removability. In Advances in Water Pollution Research, Vol. 2, Proceedings of the 1st International Conference on Water Pollution Research, London, September 1962, pp. 523–536. Macmillan, New York.

[9]. Chick, H. (1908). An investigation of the laws of disinfection. The Journal of Hygiene, 8(1), 92–158. https://doi.org/10.1017/S0022172400006987

[10]. World Health Organization (WHO). (2022). Guidelines for Drinking-water Quality: Fourth Edition Incorporating the First and Second Addenda. Geneva: WHO.

[11]. LeChevallier, M. W., & Au, K.-K. (2004). Water Treatment and Pathogen Control: Process Efficiency in Achieving Safe Drinking Water. London: IWA Publishing, on behalf of the World Health Organization.

[12]. Norton, C. D., & LeChevallier, M. W. (2000). A pilot study of bacteriological population changes through potable water treatment and distribution. Applied and Environmental Microbiology, 66(1), 268–276. https://doi.org/10.1128/AEM.66.1.268-276.2000.

[13]. Health Canada. (2020). Guidance on Natural Organic Matter in Drinking Water. Ottawa: Health Canada.

[14]. LeChevallier, M. W., Cawthon, C. D., & Lee, R. G. (1988). Factors promoting survival of bacteria in chlorinated water supplies. Applied and Environmental Microbiology, 54(3), 649–654. https://doi.org/10.1128/AEM.54.3.649-654.1988.

[15]. USEPA. (1991). Guidance Manual for Filtration and Disinfection Requirements for Public Water Systems Using Surface Water Sources. Science and Technology Branch, Criteria and Standards Division, Office of Drinking Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC. Prepared by Malcolm Pirnie, Inc. and HDR Engineering, Inc., under Contract No. 68-01-6989.

[16]. Liu, O. C., Seraichekas, H. R., Akin, E. W., Brashear, D. A., Katz, E. L., & Hill, W. J., Jr. (1971). Relative resistance of twenty human enteric viruses to free chlorine in Potomac water. In Virus and Water Quality: Occurrence and Control, Proceedings of the 13th Water Quality Conference, University of Illinois Bulletin 69, pp. 171–195.

[17]. AWWA (American Water Works Association). (1979). Committee, Viruses in Drinking Water. Journal of the American Water Works Association, 71(8), 441.

[18]. White, G. C. (1999). Handbook of Chlorination and Alternative Disinfectants (4th ed.). John Wiley & Sons.

[19]. Health Canada. (2019). Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Enteric Viruses. Ottawa, Ontario: Health Canada.
الرابط: Health Canada – Enteric Viruses.

[20]. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). (2016). Six-Year Review 3 Technical Support Document for Microbial Contaminant Regulations. EPA-810-R-16-010.
الرابط: EPA – Technical Support Document.

[21]. Hoff, J.C., et al. 1984. Relative Resistance of Protozoan Cysts to Disinfection by Chlorine. Appl. Environ. Microbiol. 48(5):947–951.

[22]. Clark, R.M., Read, E.J., Hoff, J.C. 1989. A Mathematical Model for Giardia Cyst Inactivation by Chlorine. J. Environ. Eng. 115(1):80–90.

[23]. USEPA. 1999. Disinfection Profiling and Benchmarking Guidance Manual. EPA 815-R-99-013. Washington, DC: US Environmental Protection Agency.

[24]. Chang, S.L. 1982. Resistance of Entamoeba histolytica Cysts to Chlorine Disinfection. Am. J. Public Health. 72(1):57–60.

[25]. Finch, G. R., Black, E. K., & Gyürék, L. L. (1994). Ozone and chlorine inactivation of Cryptosporidium. In Proceedings of the AWWA Water Quality Technology Conference, San Francisco, CA, pp. 1303–1308.

[26]. Gyürék, L. L., Finch, G. R., & Belosevic, M. (1997). Modeling chlorine inactivation requirements of Cryptosporidium parvum oocysts. Journal of Environmental Engineering, 123(9), 865–872. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1997)123:9(865).

[27]. Betancourt, W. Q., & Rose, J. B. (2004). Drinking water treatment processes for removal of Cryptosporidium and Giardia. Veterinary Parasitology, 126(1–2), 219–234. https://doi.org/10.1016/j.vetpar.2004.09.002.

[28]. King, B. J., & Monis, P. T. (2007). Critical processes affecting Cryptosporidium oocyst survival in the environment. Parasitology, 134(3), 309–323. https://doi.org/10.1017/S0031182006001491.

[29]. Jiménez, B. (2007). Helminth ova control in wastewater and sludge for agricultural reuse. In Biological Treatment Processes. UNESCO–EOLSS.

[30]. World Health Organization (WHO). (2006). Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume 4: Excreta and Greywater Use in Agriculture. Geneva: WHO.

[31]. Brownell, S. A., & Nelson, K. L. (2006). Inactivation of single-celled Ascaris suum eggs by low-pressure UV radiation. Applied and Environmental Microbiology, 72(3), 2178–2184.

[32]. Jiménez, B. (2007). Helminth ova removal from wastewater for agriculture and aquaculture reuse. Water Science and Technology, 55(1–2), 485–493.